



Trafikbuller i värdefulla naturmiljöer II

- slutrapport

J-O Helldin

EN SKRIFT FRÅN CBM OM TRANSPORTINFRASTRUKTUR OCH BIOLOGISK MÅNGFALD



CBM Centrum för
biologisk mångfald





TRIEKOL (TRansportInfrastrukturEKOLogi) är ett forskningsprogram om transportinfrastrukturens inverkan på biologisk mångfald och landskapsekologi. Programmet koordineras av Centrum för biologisk mångfald och finansieras av Trafikverket.

Mer information: www.triekol.se.

Trafikbuller i värdefulla naturmiljöer II – slutrapport

CBM:s skriftserie 74

J-O Helldin

ISSN 1403-6568

ISBN 978-91-89232-87-7

Framsida: illustration av Lars Jäderberg

Akvareller i rapporten: illustrationer av Elisabet Östlund Fält (Calluna AB)

Layout: Tove Adelsköld (Calluna AB)

© Centrum för biologisk mångfald 2013

www.slu.se/cbm

Trafikbuller i värdefulla naturmiljöer II

- slutrapport

J-O Helldin

Innehåll

1.	Sammanfattning.....	5
2.	Förord.....	7
3.	Effekter av trafikbuller i naturmiljöer – en kunskapsbakgrund	8
4.	Förslag till begränsningsvärden för buller i naturmiljöer.....	12
5.	Störningar enligt miljölagstiftningen	15
6.	En metod för att beskriva problemet och identifiera konfliktpunkter	17
7.	Pilotstudier av arealförlust och konfliktpunkter	23
8.	Järnvägsbuller – utan effekt på fågelfaunan?.....	30
9.	Referenser	33
10.	Appendix.....	37

1.Sammanfattning

Trafikbuller kan störa djur och friluftsliv

Vägtrafikbuller utgör ett problem i naturmiljöer. Buller kan påverka vilda djur, såsom fåglar, grodor och fladdermöss. Det kan påverka djurens beteende, men även leda till försämrad reproduktion, ökad dödlighet och minskad populationstäthet. Längs de mest trafikerade vägarna kan mer än hälften av fågelarterna påverkas, och ofta drabbas arter som är av naturvårdsintresse. För järnvägsbuller verkar motsvarande effekt saknas.

Enligt EUs naturvårdsdirektiv samt svenska artskyddsförordningen är det förbjudet att avsiktligt störa djur, om det äventyrar arternas långsiktiga livskraft (den s.k. gynnsamma bevarandestatusen). En uttolkning av Naturvårdsverkets handbok samt några EU-domar pekar på att även trafikbuller räknas som ett "avsiktligt störande". När trafikbuller riskerar att påverka naturvårdsintressanta arter skulle det alltså i princip krävas åtgärder.

Även friluftslivet kan påverkas negativt av trafikbuller, så i fråga om buller i naturmiljöer går naturvårds- och rekreationsintressen hand i hand. Trots detta uppmärksammas frågan sällan. Vi fortsätter att sprida trafikbuller i landskapet i en allt större utsträckning, och vi saknar mål och medel för att minska sådan miljöpåverkan.



Figur 1. Pärlugglan är en av de fågelarter som är känsliga för störning från trafikbuller.

Metod som identifierar konfliktpunkter

I denna rapport föreslås begränsningsvärden för buller i naturmiljöer, baserade på empiriska studier, och beroende på vilken kvalitetsförsämring som kan tolereras:

- Ingen kvalitetsförsämring tolereras → begränsningsvärde 45 dB(A_{eq})
- 20 % kvalitetsförsämring tolereras → begränsningsvärde 50 dB(A_{eq})
- 50 % kvalitetsförsämring tolereras → begränsningsvärde 55 dB(A_{eq})

I rapporten presenteras också en metod för att kvantifiera problemet med trafikbuller i värdefulla naturmiljöer, samt att identifiera konfliktpunkter längs det existerande vägnätet. Metoden går i korthet ut på att kartera och bedöma överlappet mellan värdefulla fågelområden och en effektzon, det vill säga ett område inom vilket trafikbullret ligger på nivåer som förväntas påverka fågellivet negativt. Kvalitetsförsämringen inom överlappet räknas om till effektiv arealförlust.

Parallellt med beskrivningen av metoden presenteras i denna rapport även resultat från två pilotstudier där metoden tillämpats: Trafikverkets Region Mitt samt Västra Götaland. Inom dessa regioner åstadkommer vägtrafikbuller en effektiv arealförlust motsvarande 0,02-1,7 % av arealen för de utvalda naturtyperna (fågelsjöar, myrar, gräsmarksområden, ädellövområden). För respektive naturtyp och region stannar huvuddelen av den samlade effekten från endast en handfull platser, så det finns goda förutsättningar att åstadkomma förbättringar med riktade insatser.

Bullerminskande åtgärder eller kompensationsåtgärder?

Preliminärt visar resultaten att det finns förutsättningar att räkna på kostnadseffektivitet för bullerminskande åtgärder, men att sådana åtgärder generellt blir väsentligt mycket dyrare än klassiskt biotopskydd/-skötsel, och att kompensationsåtgärder därför skulle kunna vara den mest kostnadseffektiva lösningen för att säkerställa gynnsam bevarandestatus för påverkade arter och miljöer.

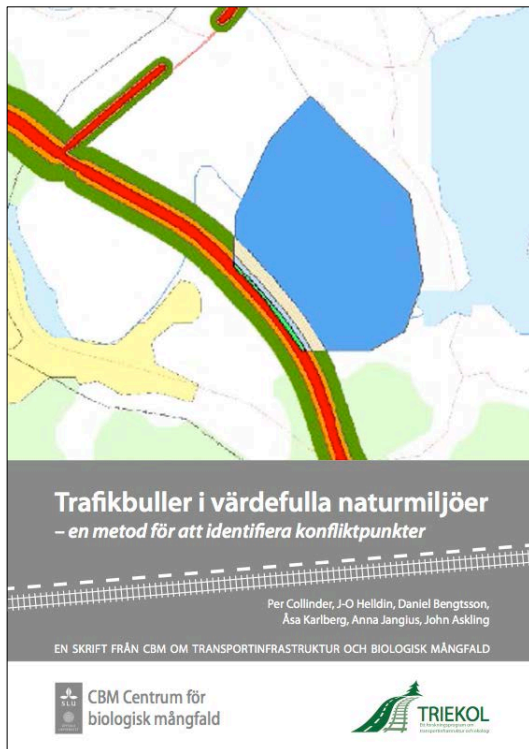
2.Förord

Denna rapport sammanfattar de olika delprojekt som bedrivits inom forskningsprogrammet TRIEKOL:s tema *Bullerstörning i naturområden*, under åren 2009-2011.

Delprojekten omfattar både sammanställning av kunskapsbakgrund, metod-utveckling för att identifiera konfliktpunkter, pilotprojekt, kostnadsberäkningar, analys av juridiken kring störningar på fåglar, samt en fältinventering av fåglar längs järnvägar.

I utvecklandet av en metod för att identifiera bullerkonflikter, inklusive pilotprojekten, ingick ekologerna Per Collinder (Ekologigruppen AB), Daniel Bengtsson (då vid Ekologigruppen AB), Åsa Karlberg (då vid Vägverket/Trafikverket), samt Anna Jangius och John Askling (Calluna AB). För den juridiska analysen svarade miljöjuristen Michael Ajneståhl (Uppsala universitet). Verksamheten inom TRIEKOL har finansierats av Trafikverket.

De olika ingående delprojekten redovisas även i separata rapporter samt vetenskapliga manuskript, se www.triekol.se.



Figur 2. En tidigare utgiven publikation inom TRIEKOL:s tema Bullerstörning i naturområden. Rapporten heter Trafikbuller i värdefulla naturmiljöer – en metod för att identifiera konfliktpunkter och den finns att ladda ner på TRIEKOL:s hemsida www.triekol.se.

3. Effekter av trafikbuller i naturmiljöer – en kunskapsbakgrund

Det är väl känt att vägtrafikbuller påverkar både människor och djur negativt. Buller upplevs störande och leder till stress och ohälsa. Hittills har Trafikverket och andra berörda myndigheter främst hanterat detta problem i bebyggd miljö. Men även i naturmiljöer är tekniskt buller en störningsfaktor, som för människor leder till minskade upplevelsevärden och försämrad rekreation, och som för vilda djur i förlängningen kan få konsekvenser i form av försämrad reproduktion, ökad dödlighet och minskad populationstäthet (faktaruta 1).



Figur 3. Trafikbuller leder för fåglar bland annat till förändringar i sång eller spel, minskad reproduktiv framgång och lägre populationstätheter. Just större hackspett har i en svensk studie visats ha lägre populationstäthet i närheten av större vägar.

De flesta studier över effekterna av buller på vilda djur har gjorts på fåglar, men negativa effekter kan förväntas även hos andra arter. De flesta fåglar, men även fladdermöss och andra däggdjur, grodor samt vissa insektsarter, använder ljudsignaler för att attrahera partners, hävda revir, hålla samman gruppen, jaga, försvara sig och varna för rovdjur¹. Trafikbuller kan äventyra funktionen av sådana signaler².

Studierna på fåglar visar att många fågelarter förekommer i lägre antal i närheten av högtrafikerade vägar³ (faktaruta 2), och störning från trafikbuller anses allmänt utgöra en viktig orsak till denna effekt, även om också visuella störningar, trafikdödlighet och biotoppeffekter kan spela in⁴. Effekterna kan förväntas längs vägar från 5000 fordon/dygn och hastigheter på ≥ 80 km/h⁵. Längs riktigt högtrafikerade vägar kan mer än hälften av de förekommande fågelarterna påverkas, och ofta är det arter av särskilt

1 Marler & Slabbekoorn (2004), Brumm & Slabbekoorn (2005), Warren m.fl. (2006)

2 Reijnen & Foppen (1994), Bee & Swanson (2007), Schaub m.fl. (2008), Siemers & Schaub (2011)

3 Litteraturoversikter gjorda av Reijnen & Foppen (2006), Benítez-López m.fl. (2010)

4 Reijnen m.fl. (1995), Forman & Alexander (1998), Helldin & Seiler (2003), Reijnen & Foppen (2006), Garniel m.fl. (2007), Parris &

Schneider (2009), Barber m.fl. (2010), Kociolek m.fl. (2011). Se dock Summers m.fl. (2011) som argumenterar för att trafikdöd är den främsta orsaken.

5 Reijnen & Foppen (2006)

naturvårdsintresse som drabbas⁶, exempelvis arter listade i EUs fågeldirektiv (faktaruta 2). Effekter finns belagda från en rad naturmiljöer, till exempel våtmarker, gräsmarker och lövskog⁷.

Även för människor som vistas i naturmiljöer såsom stadsparker, grönområden och naturreservat, är tekniskt buller en störningsfaktor. Naturmiljöer är viktiga för friluftslivet, för motion och för återhämtning⁸, men bullerstörningar i dessa miljöer leder till minskade upplevelsevärden och försämrad rekreation⁹. Tystnad betraktas alltmer som ett viktigt landskapsvärde¹⁰ och flera kommuner och länsstyrelser har identifierat sina ”tysta områden” som en resurs värd att bevara. I frågan om buller i naturmiljöer går naturvårds- och rekreationsintressen alltså hand i hand, och kan stärka varandra.

Faktaruta 1

Etologiska och ekologiska effekter av buller

Under den senaste tioårsperioden har flera studier presenterats internationellt som visar på hur bl.a. fåglar, grodor och fladdermöss påverkas av tekniskt buller. Flera av dessa studier har skett i laboratoriemiljö, vilket varit nödvändigt för att kunna ”renodla” effekterna av just bullret.

Beteendemässiga gensvar på trafikbuller som beskrivs i dessa studier omfattar att sjunga/spela vid högre tonhöjd¹¹ (för att minska maskeringen från det mer lågfrekventa bullret) eller med högre volym¹², att ägna mer tid åt sången/spelet¹³, eller att sjunga tidigare på morgonen, innan trafiken kommit igång¹⁴. Sådana anpassningar kan minska problemet med maskering, men innebär ändå kostnader i form av fysiologisk och energetisk stress.

Dessutom har inte alla arter möjlighet till beteendemässig anpassning. Därför kan trafikbuller leda till minskad reproduktiv framgång och ökad dödlighet, eller till att djuren undviker bullerstörda områden, vilket sammantaget resulterar i minskad populationstäthet intill de större trafikstråken¹⁵.

6 Forman & Deblinger (2000), Foppen m.fl. (2002), Reijnen & Foppen (2006)

7 Reijnen m.fl. (1996), Helldin & Seiler (2003), Reijnen & Foppen (2006)

8 Grahns & Stigsdotter (2003), Ottosson (2007), Boverket (2007)

9 SOU (1993:51), Nilsson & Berglund (2006), Nilsson (2007)

10 Shaw (1996), Health Council of the Netherlands (2006), Boverket (2007)

11 Slabbekoorn & Peet (2003), Slabbekoorn & den Boer-Visser (2006), Wood & Yezerinac (2006), Parris & Schneider (2009), Parris m.fl. (2009), Francis m.fl. (2010), Hage m.fl. (2013)

12 Brumm (2004), Katti & Warren (2004)

13 Sun & Narins (2005), Diaz m.fl. (2011)

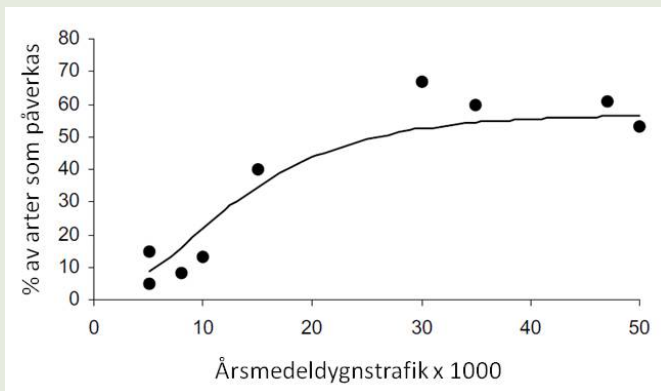
14 Fuller m.fl. (2007)

15 Fletcher & Busnel (1978), Reijnen & Foppen (1994), Rabin m.fl. (2003), Patricelli & Blickley (2006), Bee & Swanson (2007), Garniel m.fl. (2007), Lengagne (2008), Barber m.fl. (2010), Halfwerk m.fl. (2011)

Faktaruta 2

Vilka fågelarter kan påverkas?

En sammanställning av nio europeiska studier av fågelfaunan längs vägar har visat att andelen arter som påverkas negativt av vägar och trafik ökar med ökande trafiktäthet¹⁶. Längs de allra mest trafikerade vägarna (cirka 30 000 fordon/dygn och uppåt) påverkas cirka 55 % av de förekommande arterna.



Figur 4. Förhållandet mellan trafikflöde och andel arter som uppvisar lägre populationstäthet nära vägen. Efter Reijnen & Foppen (2006).

Exakt för vilka arter som dessa effekter påvisats varierar lite mellan olika studier, beroende på vilka arter som finns inom studieområdet och vilken inventeringsmetod man använt. I flera nederländska studier finns negativa effekter belagda för framför allt vadare och tättingar¹⁷; särskilt arterna rödspov, morkulla, gök, ängsپیلärka, trädپیلärka, sånglärka, sommargylling, kungsfågel, kärrsångare, svarthätta och taltita pekas ut. I vår egen svenska studie¹⁸ uppvisade åtminstone tofsvipa, större hackspett, ängsپیلärka, sånglärka och kungsfågel, och möjligen ytterligare ett tiotal arter, lägre täthet inom ett område på cirka 100-150 meter kring våra större vägar.

I en tysk studie¹⁹ nämndes också flera av ovanstående arter, men framförallt lyftes följande arter fram som känsliga för störningar från vägtrafikbuller, baserat på en kombination av fåglarnas beteende, akustiska egenskaper hos deras olika läten, samt relativa frånvaro längs större vägar: kornknarr, vaktel, småfläckig sumphöna, rördrom, pärluggla, nattskär, orre, tjäder, skogsduva och trastsångare. Samtliga dessa ingår i antingen fågeldirektivets annex 1-2 (och därmed i svenska artskyddsförordningen) eller i svenska rödlistan.

¹⁶ Reijnen & Foppen (2006)

¹⁷ Foppen m.fl. (2002), Reijnen & Foppen (2006)

¹⁸ Helldin & Seiler (2003)

¹⁹ Garniel m.fl. (2007)

Trafikbullret kan sprida sig långt från källan, och har därmed en potential att påverka stora delar av landskapet. I det tätt trafikerade Nederländerna har man beräknat att 8-19% av landets yta ligger inom områden där bullernivåerna är så höga att de påverkar fågelfaunan negativt²⁰. I Sverige är förstås vägarna färre och mindre trafikerade, och andelen av landytan som beräknas vara påverkad är därmed mindre, kanske ”bara” ett par procent (se avsnitt 7). Men sammantaget blir de bullerpåverkade ytorna ändå betydande – faktiskt ungefär lika stora påverkade ytor som i Nederländerna! Vissa biotoper kan dessutom drabbas i oproportionerligt hög grad på grund av att de ligger nära de större trafiklederna (se avsnitt 7).

Men trots betydelsen för naturvården, och potentialen för påverkan på stora delar av landskapet, fortsätter vi att sprida trafikbuller i landskapet i en allt större utsträckning. Det saknas i princip politiska och praktiska verktyg för att hantera detta miljöproblem (se dock avsnitt 5 om artskyddsförordningen).

Nuvarande bullerlagstiftning inom Sverige och EU kräver åtgärder mot buller endast i (människans) boendemiljöer²¹. Vägverkets allmänna råd för buller i friluftsområden²² har sällan eller aldrig lett till några effektiva åtgärder.

Även internationellt saknas i princip strategier för åtgärdande av buller i naturmiljöer, trots att problemet varit uppmärksammat i flera decennier. För Natura 2000-områden finns strikta EU-direktiv vad gäller all form av störning, bland annat från trafikbuller (se avsnitt 5), men dessa direktiv har i praktiken endast i undantagsfall lett till några åtgärder.



Figur 5. Även människor kan påverkas av trafikbuller i naturmiljöer, störningen leder bland annat till minskade upplevelsevärden och försämrad rekreation.

20 Reijnen & Foppen (2006)

21 Regeringen (2004), European Parliament and Council (2002)

22 Vägverket (2001)

4.Förslag till begränsningsvärden för buller i naturmiljöer

En orsak till bristen på åtgärder mot bullerspridningen i landskapet kan vara avsaknaden av begränsningsvärden. 'Riktvärden' eller 'tröskelvärden' för buller i naturområden för rekreation har visserligen tidigare föreslagits av en rad myndigheter i samverkan²³, enligt följande:

- **Områden helt utan samhällsbuller:**
bullerhändelser $>25 \text{ dB}(A_m)$ ²⁴ totalt max 5 min/vecka.
- **Områden med mycket begränsat samhällsbuller:**
bullerhändelser $>35 \text{ dB}(A_m)$ totalt max 5 min/dygn.
- **Friluftsområden i kommunala översiktsplaner:**
bullerhändelser $>45 \text{ dB}(A_m)$ totalt max 1 tim/dag.
- **Tätortsnära rekreationsområden:**
bullerhändelser $>45 \text{ dB}(A_m)$ totalt max 2 tim/dag.
- **Parker:**
 $45\text{-}50 \text{ dB}(A_{eq})$ ²⁵, alternativt $10\text{-}20 \text{ dB}(A_{eq})$ lägre än omgivningen (det högre av dessa värden).

Detta samverkansprojekt föreslog vidare att ambitionsnivån för bullerfrihet bör vara att minst 80 % av de som besöker ett område anser sig inte bli störda av buller. Samarbetet resulterade dock inte i några riktlinjer som följts av berörda myndigheter. I Vägverkets allmänna råd för buller i friluftsområden anges "riktvärdet" $40 \text{ dB}(A_{eq})$ ²⁶. I några av de fall där man karterat tysta områden har man räknat in områden $<30 \text{ dB}(A_{eq})$ ²⁷ eller $<40 \text{ dB}(A_{eq})$ ²⁸. Här figurerar alltså ett antal olika värden, och det saknas en praxis för vilka nivåer av buller i naturområden där miljöeffekten kan anses betydande. Det kan påpekas att man inte för något av de föreslagna värdena har hänvisat till empiriska studier som pekar på några kritiska nivåer. Värdena verkar alltså vara godtyckligt satta.

Bristen på praxis och empiriska referenser gör det intressant att se på vilka belägg det finns för effekter av buller i naturområden. Några av de mer gedigna empiriska studierna av vägtrafikbullrets påverkan på fågelliv²⁹ och

23 Arbetet slutredovisas i Naturvårdsverket (2005). I arbetet ingick bl.a. Vägverket, Banverket, Luftfartsverket, Sjöfartsverket, Naturvårdsverket, Boverket, Rikssantikvarieämbetet och Försvarsmakten.

24 $\text{dB}(A_m)$ = Decibel A-vägd momentan ljudnivå

25 $\text{dB}(A_{eq})$ = Decibel A-vägd ekvivalent ljudnivå (d.v.s. genomsnittsnivån under en tidsperiod, oftast ett dygn)

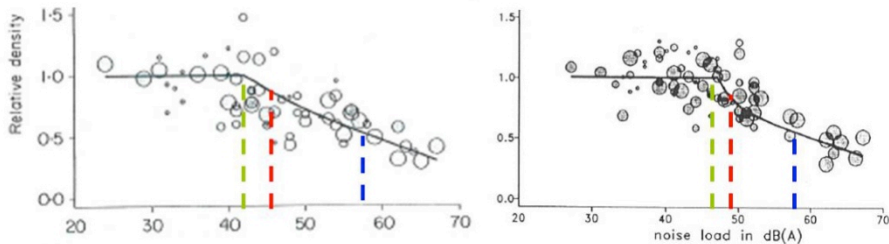
26 Vägverket (2001)

27 Länsstyrelsen Västra Götaland (2001)

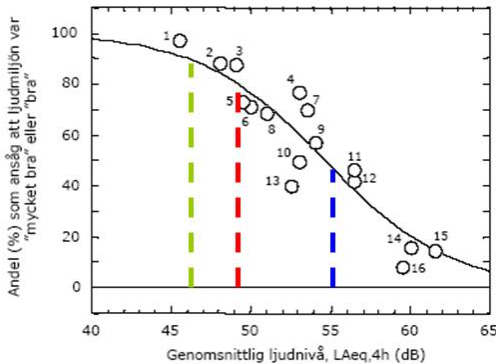
28 Vägverket & Länsstyrelsen Skåne (2004), Länsstyrelsen Jönköping (2011)

29 Reijnen & Foppen (1995), Reijnen m.fl. (1996)

friluftsliv³⁰ visar intressant nog på stora likheter i sambandet mellan bullernivån och det mått på miljö kvalitet man har valt (se figur 6-7). I fågelstudien mätte man miljö kvaliteten som tätheten av häckande fåglar, i friluftslivsstudien som andelen av besökare som var nöjda med ljudmiljön. De första mätbara effekterna på miljö kvaliteten uppstod i dessa studier vid bullernivåer på 42-47 dB(A_{eq}) i naturområdet. Vid 48-49 dB(A_{eq}) hade miljö kvaliteten minskat till 80 % jämfört med den ostörda omgivningen (alltså 20 % kvalitetsförsämring). Vid nivåer på 54-57 dB(A_{eq}) var miljö kvaliteten i området halverad, och däröver var reduktionen ännu större.



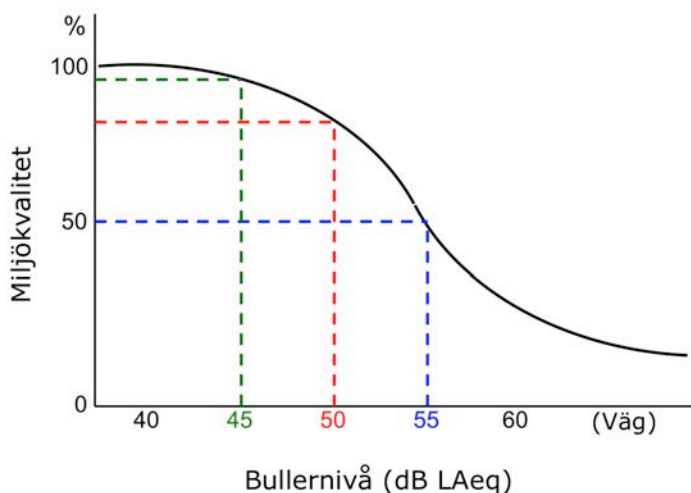
Figur 6. Relativ populationstäthet av fåglar i skog (t.v.) och gräsmarker (t.h.) vid olika nivåer på vägtrafikbuller (angivet i dB(A_{eq})). Värdet 1,0 motsvarar genomsnittstätheten i omgivningen. De färgade linjerna (inlagda av författaren) indikerar de tre effektnivåer som berörs i texten: blå = 50 % försämring, röd = 20 % försämring, samt grön = brytpunkten under vilken ingen generell effekt kan skönjas. Studier från Nederländerna presenterade av Reijnen & Foppen (1995) samt Reijnen m.fl. (1996).



Figur 7. Andelen av besökare som var nöjda med ljudmiljön vid olika nivåer på vägtrafikbuller (angivet i dB(A_{eq})). De färgade linjerna (inlagda av författaren) indikerar olika effektnivåer på samma sätt som i figur 2. Studie från Sverige presenterad av Nilsson (2007).

³⁰ Nilsson (2007)

Resultaten från dessa studier kan en utgöra grund för att föreslå begränsningsvärden för vägtrafikbuller i värdefulla naturmiljöer (se figur 8). Vilket värde man kommer fram till beror på vilken kvalitetsförsämring man är beredd att acceptera (värdena avrundas här till närmaste 5 dB). Om ingen kvalitetsförsämring kan tolereras blir begränsningsvärdet 45 dB(A_{eq}). Om 20 % kvalitetsförsämring kan tolereras (såsom man resonerade i samverkansprojektet) kan begränsningsvärdet sättas till 50 dB(A_{eq}), och om så mycket som 50 % kvalitetsförsämring kan tolereras blir begränsningsvärdet 55 dB(A_{eq}). Värdena avser nivåer vid mottagaren, det vill säga i naturområdet i fråga. Med vägledning av begränsningsvärdena kan åtgärder vidtas för att förhindra den fortsatta spridningen av trafikbuller i värdefulla naturmiljöer.



Figur 8. Förenklat samband mellan bullernivå och miljökvalitet för fågelliv och friluftsliv baserad på resultaten presenterade i figur 6-7, samt förslag till begränsningsvärden för buller, beroende på vilken kvalitetsförsämring som kan tolereras (0 %, 20 % respektive 50 %).

5. Störningar enligt miljölagstiftningen

(Detta avsnitt utgör utdrag ur en PM till TRIEKOL, skriven av miljöjuristen Michael Ajneståhl, Uppsala universitet.)

Sedan Sveriges inträde i EU 1995 har EUs två naturvårdsdirektiv – fågeldirektivet samt art- och habitatdirektivet – legat till grund för Sveriges naturvårdslagstiftning. Målsättningen med direktiven är att säkerställa den biologiska mångfalden genom att livsmiljöer och arter bevaras. Direktivens bestämmelser har i Sverige implementerats via artskyddsförordningen³¹.

Enligt såväl naturvårdsdirektiven som artskyddsförordningen är det förbjudet att avsiktligt störa djur. Förbudet mot störning gäller särskilt under parnings-, uppfödning-, övervintrings- och flyttperioderna. Det är dessutom förbjudet att skada eller förstöra djurens häckningsområden eller viloplatser.

Bestämmelsen omfattar alla vilda fågelarter, men enligt Naturvårdsverket³² bör arter som är av gemenskapsintresse enligt EUs fågeldirektiv, rödlistade arter samt arter som uppvisar en negativ trend prioriteras i skyddsarbetet. Bestämmelsen omfattar även samtliga svenska fladdermusarter och huvuddelen av våra grodarter.

Arterna ska hålla så kallad gynnsam bevarandestatus, vilket innebär att uppgifter ska visa att arten på lång sikt kommer att förbli en livskraftig del av sin livsmiljö, att utbredningsområdet varken minskar eller kommer att minska, samt att artens livsmiljö är tillräckligt stor för att artens populationer ska bibehållas på lång sikt.

Det kan här vara intressant att skärskåda vad som avses med orden *avsiktligt* och *störa*.

Ordet *avsiktligt* definieras visserligen inte i artskyddsförordningen, men betyder enligt Naturvårdsverket i detta sammanhang att den som utför en åtgärd förstår den förutsägbara konsekvensen av sitt handlande och ändå genomför den, det vill säga är medveten om att ett skyddat djur sannolikt exempelvis störs, även om störningen inte var syftet med åtgärden³³. Denna tolkning har sitt stöd i några domar från EG-domstolen³⁴. Exempelvis dömdes Irland år 2007 för fördragsbrott då man i sin nationella lagstiftning godtog att personer som saknar tillräcklig kunskap om strikt skyddade arter och som oavsiktligt förstör ett skyddat djurs parningsplatser i samband med till exempel areella näringar eller vägbyggen undgår ansvar.

31 Artskyddsförordning (2007:845)

32 Naturvårdsverket (2009)

33 ibid

34 EU-domstolens mål C-103/00 Kommissionen mot Grekland, och C-183/05 Kommissionen mot Irland.

Ordet *störa* definieras inte heller i artskyddsförordningen, men enligt EU-kommissionen, som diskuterat begreppet i förhållande till artikel 6 art- och habitatdirektivet, kan störning förekomma i form av ljud eller ljus. Störningen behöver inte påverka arten fysiskt direkt utan det kan vara fråga om störning även om det leder till indirekta effekter.

Utifrån detta verkar det rimligt att dra slutsatsen att begreppet *avsiktligt störa* omfattar trafikbuller från vägar och järnvägar.

För att en störning ska anses otillåten ska den ha en negativ effekt på artens bevarandestatus³⁵. Störningar som förhindrar fåglar att utnyttja häcknings-, flyttnings- eller övervintringsområden är således inte tillåtna om de leder till en långsiktig populationsnedgång. Däremot är sporadiska störningar som inte påverkar bevarandestatusen hos den aktuella arten tillåtna. Följaktligen behöver man i sina bedömningar av tillåtna och otillåtna åtgärder känna till bevarandestatusen hos de arter som kan störas samt hur olika åtgärder kan påverka bevarandestatusen.

Dispens från störningsförbudet kan ges av länsstyrelsen, och Trafikverket kan exempelvis söka dispens för en ny vägdragning med hänvisning till 14§ pkt 3c, det vill säga av hänsyn till allmän hälsa och säkerhet eller av andra tvingande skäl som har ett allt överskuggande allmänintresse. Naturvårdsverket³⁶ anger explicit att större vägprojekt kan vara exempel på godtagbara skäl för dispens. Dispens får dock endast ges om det inte finns någon annan lämplig lösning. Vidare får dispensen inte innebära att syftet med artskyddet äventyras, och flera domar från EU-domstolen visar att allmänna intressen inte per automatik väger tyngre än intresset att skydda fågelfaunan³⁷.

Vägprojekt kan alltså behöva anpassas så att påverkan på en artförekomst kan undvikas eller minimeras. Att få fram det nödvändiga kunskapsunderlaget för att bedöma bevarandestatus kan också vara tidskrävande. Detta gör det viktigt att föra in frågan om bullerstörningar i naturmiljöer och andra artskyddsfrågor tidigt i planeringen av infrastrukturprojekt.

35 Naturvårdsverket (2009)

36 ibid

37 T.ex. EU-domstolens mål C-44/95 om hamnexploatering vid Lappel Bank och mål C-57/89 om "Leybucht-vallarna".

6. En metod för att beskriva problemet och identifiera konfliktpunkter

Inom TRIEKOL-projektet utarbetades en metod för att bedöma påverkan från trafikbuller på värdefulla naturområden. Den är avsedd att användas för att beskriva problemets storlek inom en region samt peka ut vägsträckor längs det existerande vägnätet dit eventuella åtgärder mot problemet i första hand borde dirigeras. Metoden kan också användas för att identifiera konfliktpunkter längs en planerad ny väg³⁸. Den använder fågelrikedom som en indikator på naturvärden av betydelse i bullersammanhang.

Metoden går i korthet ut på att kartera och bedöma överlappet mellan värdefulla fågelområden och en *effektzon*, det vill säga ett område inom vilket trafikbullret ligger på nivåer som förväntas påverka fågellivet negativt. Såväl bullerpåverkan som naturvärde är graderade, vilket gör att även överlappet kan graderas, och de främsta konfliktpunkterna därmed pekas ut.

Metoden beskriver ett standardiserat förfarande, och bygger på ett antal antaganden och förenklingar. Det är en skrivbordsmetod, såtillvida att den baserar sig på data i existerande databaser, och kräver alltså inga fältinsatser.

Metoden beskrivs i detalj i en separat rapport³⁹. Här i avsnitt 6 beskrivs kortfattat metoden såsom den tillämpades i pilotkarteringar av två regioner, Trafikverkets Region Mitt och Västra Götaland, och i avsnitt 7 sammanfattas resultaten från dessa karteringar.

Effektzoner

Metoden använde sig av den svenska standardmodellen för bullerberäkning⁴⁰. För att hålla nere kostnaderna för beräkningen inom en hel region gjordes bullerberäkningen förenklad, med antaganden om att marken är plan, markytan mjuk, vägytan i nivå med omgivningen, samt mottagaren på en höjd av två meter över marken. Data på trafikintensitet (separerat mellan tung och lätt trafik) och skyltad hastighet togs från Trafikverkets Nationella vägdatas NVDB⁴¹. Endast vägar från 3000 fordon/dygn och ≥ 70 km/h ingick i beräkningen⁴².

38 Metoden har bl.a. tillämpats för Botniabanan (Ekologigruppen 2010).

39 Collinder m.fl. (2011)

40 Den s.k. Nordiska beräkningsmodellen (Naturvårdsverket 1996)

41 http://www22.vv.se/nvdb2_templates/default____36975.aspx [2011-12-27]

42 Av försiktighetsskäl inkluderades här vägar med något lägre trafikflöde och hastighet än de för vilka effekter på fågellivet finns belagda (jämför avsnitt 3).

Tre effektzoner beräknades, baserat på de föreslagna toleransnivåer som beskrivs i avsnitt 4:

- Inre effektzonen: $55+ \text{ dB}(A_{\text{eq}})$
(antogs motsvara i genomsnitt 70 % försämring i habitatkvalitet)
- Mellersta effektzonen: $50-55 \text{ dB}(A_{\text{eq}})$
(antogs motsvara i genomsnitt 30 % försämring i habitatkvalitet)
- Yttre effektzonen: $45-50 \text{ dB}(A_{\text{eq}})$
(antogs motsvara i genomsnitt 10 % försämring i habitatkvalitet)

Urval och värdering av fågelområden

Som utgångspunkt för urvalet av fågelområden valdes de fyra naturtyperna fågelsjöar, myrar, gräsmarksområden och ädellövskogsområden. Dessa miljöer är vanligtvis art- och individrika eller hyser särskilt skyddsvärda arter, samt har en förväntat hög andel arter påverkade av buller⁴³. Här beskrivs hur områden inom dessa naturtyper identifierades samt värderades.

Fågelsjöar

Fågelsjöar utgörs av grunda, näringsrika sjöar eller vikar, omgivna av våtmarker med vassbälten eller betade strandängar. Fågelsjöarna har stor biologisk mångfald, stor art- och individrikedom för fåglar, bland annat många rödlistade arter. I denna kartering definierades fågelsjöar som områden där minst fyra av nedanstående åtta indikatorarter observerats under häckningstid under den senaste femårsperioden⁴⁴. I fågelsjöarna inkluderades en 100-metersbuffert kring sjön, för att även få med de värdefulla strandområdena.

Naturvärdet för varje fågelsjö beräknades baserat på antal observerade indikatorarter, förekomst av hävdade fuktängar, samt områdets nationella och internationella skyddsstatus.

*Indikatorarter*⁴⁵ för fågelsjöar: brunand, skedand, svarthakedopping, sothöna (endast häckningsindicier), skrattnås (endast häckningsindicier), gräshoppsångare, rörsångare, sävsångare.

Myrar

Myrar hyser relativt få fågelarter, varav dock några är specialiserade och karaktäristiska för den boreala zonen. I karteringen ingick öppna myrar ≥ 30 ha upptagna i Våtmarksinventeringen⁴⁶.

Naturvärdet för varje myr beräknades baserat på antal observerade indikatorarter, storlek (≥ 100 ha), värdering i Våtmarksinventeringen,

43 Enligt resonemang fört av Reijnen m.fl. (1996) samt Reijnen & Foppen (2006)

44 Fågelobservationerna erhöles från Svalan, Artportalens del för fåglar: <http://www.artportal.se/birds>

45 Indikatorarterna avses indikera miljö/naturtypen, och utgör inte nödvändigtvis bullerkänsliga arter.

46 Uppgifter tillgängliga via Miljödataportalen: <http://gpt.vic-metria.nu/GeoPortal/#/startMenu>

förekomst i Myrskyddsplanen, samt områdets nationella och internationella skyddsstatus.

Indikatorarter för myrar: smålom, sångsvan, trana, grönbena, gluttsnäppa, brushane, lungpipare, småspov, storspov.

Ädellövskogsområden

Ädellövskog är skogsbestånd som domineras av ek, alm, bok, lind, lönn, ask eller avenbok. Ädellövskog har ofta stor biologisk mångfald, stor art- och individrikedom för fåglar, bland annat flera rödlistade arter. I denna kartering definierades ädellövskogsområden som aggregationer av ädellövskog med särskild skyddsstatus angiven i databasen Skogens Källa⁴⁷, inom 500 meter från varandra, och som med en buffertzona på 250 meter utgjorde ett område på sammanlagt ≥ 50 ha.

Naturvärdet för varje ädellövskogsområde beräknades baserat på antal observerade indikatorarter, värdering i Nyckelbiotopsinventeringen, andel ädellövskog, samt områdets nationella och internationella skyddsstatus.

Indikatorarter för ädellövskogar: skogsduva, mindre hackspett, göktyta, svarthätta, härmsångare.



Figur 9. Ädellövskog och myrmark är två av de fyra naturtyper som valts ut som fågelområden i analysmetoden. Naturtyperna valdes utifrån att de vanligtvis är art- och individrika eller hyser särskilt skyddsvärda arter, samt har en förväntad hög andel arter som påverkas av buller.

⁴⁷ Uppgifter tillgängliga via Jordbruksverket: <http://www.skogsstyrelsen.se/Aga-och-bruka/Skogsbruk/Karttjanster/Skogens-Kalla>

Gräsmarksområden

Dessa utgör områden med ansamlingar av ängs- och hagmarker; de karaktäriseras ofta av småskalighet och stor biotopvariation, och har ett stort värde för ett antal minskande jordbruksmarksfåglar. I denna kartering definierades gräsmarksområden som aggregationer av gräsmarker registrerade i TUVAs databasen⁴⁸ inom 500 meter från varandra, och som med en buffertzona på 250 meter utgjorde ett område på sammanlagt ≥ 50 ha.

Naturvärdet för varje gräsmarksområde beräknades baserat på antal observerade indikatorarter, andel gräsmark, samt områdets nationella och internationella skyddsstatus.

Indikatorarter för gräsmarksområden: tornfalk, storspov, göktyta, stare (endast häckningsindicer), buskskvätta, stenskvätta.

Beräkning av naturvärde

Naturvärdet för varje utvalt fågelområde beräknades enligt ett poängsättningsystem, där 0-5 p gavs för var och en av nedanstående fyra poängkategorier:

- förekomst av indikatorarter (maxpoäng för samtliga arter observerade, därefter fallande)
- biotopklassificering (förekomst eller värdering i nationell inventering, eller förekomst inom området av biotop med särskilt värde)
- nationellt skydd (till exempel naturreservat, fågelskyddsområde eller riksintresse)
- internationellt skydd (Natura 2000-, SPA- och SCI-områden)

Totalpoängen dividerades sedan med den högsta erhållna totalpoängen inom respektive naturtyp. På det viset angavs för varje fågelområde ett naturvärde på en skala mellan 0 och 1, där 1 alltså utgjorde det högsta naturvärdet inom den karterade regionen för respektive naturtyp.

⁴⁸ Uppgifter tillgängliga via Jordbruksverket: <https://etjanst.sjv.se/tuva2/site/index.htm>

Faktaruta 3**Exempelberäkningar av naturvärde för fågelsjöar i tabell 2**

Håvran får 4 p för indikatorarter (7 observerade av 8), 5 p för förekomst av fuktängar, 4+1 p för status som naturreservat och riksintresse för naturvård, och 5 p för Natura 2000-status = totalt 19 p. Ingen annan fågelsjö i regionen har högre poäng, så naturvärdet blir $19/19 = 1$.

Sässmanområdet får 5 p för indikatorarter (samtliga 8 arter observerade), 5 p för förekomst av fuktängar, 1 p för status som riksintresse för naturvård, och 5 p för Natura 2000-status = totalt 16 p. Poängen divideras med Håvrans poäng; naturvärdet blir alltså $16/19 = 0,84$.

Beräkning av effektiv arealförlust och naturvärdesförlust till följd av buller

Den effektiva arealförlusten till följd av trafikbuller beräknades för varje område på följande sätt: 1) områdets yta inom var och en av de tre effektzonerna beräknades, 2) ytan inom respektive zon multiplicerades med den uppskattade försämringen i habitatkvalitet (70 % i inre zonen, 30 % i den mellersta och 10 % i den yttre), och 3) värdena för de tre zonerna adderades. Naturvärdesförlusten till följd av trafikbuller beräknades för varje område genom att den effektiva arealförlusten multiplicerades med områdets naturvärde.

De erhållna värdena på effektiv arealförlust och naturvärdesförlust kan användas som relativa index, det vill säga endast för att identifiera de områden inom respektive naturtyp där problemet med trafikbuller är störst. Samtidigt kan de också sägas motsvara förlusterna till följd av buller i absoluta termer. Den effektiva arealförlusten kan följaktligen uttolkas som den areal som gått helt förlorad i området till följd av trafikbuller, och naturvärdesförlusten som den areal av fågelbiotop med standardiserat värde (=högsta värdet inom regionen) som gått förlorad.

Faktaruta 4

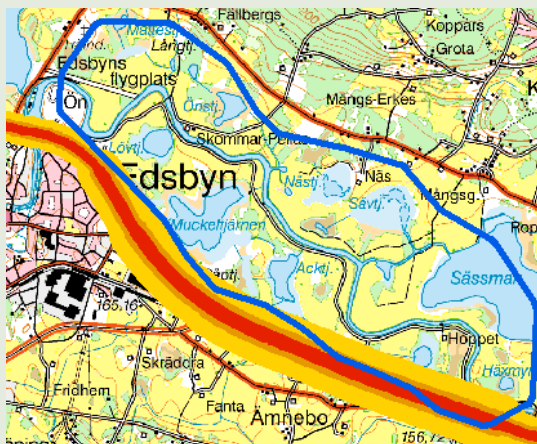
Exempelberäkningar av areal- och naturvärdesförlust tagna ur tabell 2

För Håvrån (figur 10) berörs 0,12 ha av den mellersta effektzonen och 10,40 ha av den yttre. Detta ger en effektiv arealförlust på $(0,12 \times 0,3) + (10,40 \times 0,1) = 1,08$. Håvrån är den fågelsjö som har det högsta naturvärdet i regionen, och naturvärdesförlusten är alltså densamma som den effektiva arealförlusten.

För Sässmanområdet (figur 11) berörs 6,17 ha av den inre effektzonen, 6,67 ha av den mellersta och 31,79 ha av den yttre zonen. Detta ger en effektiv arealförlust på $(6,17 \times 0,7) + (6,67 \times 0,3) + (31,79 \times 0,1) = 9,50$. Sässmanområdet har ett naturvärde på 0,84, vilket innebär att naturvärdesförlusten är $9,50 \times 0,84 = 8,00$ ha.



Figur 10. Håvrån vid Hedemora.
© Lantmäteriet.



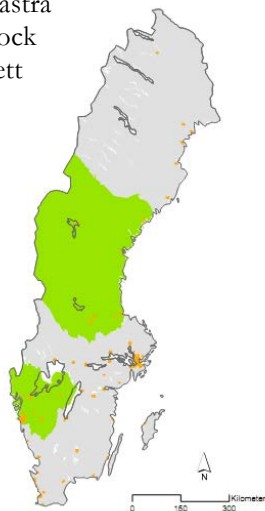
Figur 11. Sässmanområdet vid Edsbyn.
© Lantmäteriet.

7. Pilotstudier av arealförlust och konfliktpunkter

Som en del av utvecklingen av metoden som beskrivs i avsnitt 6 gjordes under åren 2009-2011 två pilotstudier, en i Trafikverkets Region Mitt och en i Västra Götalands län (figur 12). Region Mitt representerade här en mer glestrafikerad region (statliga vägnätet i regionen är i genomsnitt 18 km/100 km²), med stora delar i det inre av Norrland utan större vägar. Västra Götaland representerade en storstadsregion (dock fortfarande med stora landsbygdsområden), med ett tätare vägnät (statliga vägnätet 62 km/100 km²).

Förutom att peka ut konfliktpunkter i de två regionerna skulle studierna tillsammans illustrera omfattning på nationell nivå av problemet med trafikbuller i värdefulla naturområden (uttryckt bland annat som arealförlust).

Figur 12. De två regionerna där pilotstudier genomfördes var Västra Götalands län och Trafikverkets Region Mitt.



Resultat

Region Mitt

I Region Mitt utgjorde de aktuella vägarna (alltså vägar med >3000 fordon/dygn och ≥ 70 km/h) tillsammans 1 570 kilometer, och den sammanlagda bredden på effektzonerna kring dessa vägar varierade mellan 110 och 350 meter på vardera sidan om vägen.

Tillsammans täckte de tre effektzonerna 735 km², eller 0,6 % av regionens totala landyta. Effektzonerna berörde 9,7 % av fågelsjöarna, 1,5 % av myrarna, och 6,9 % av gräsmarksområdena i regionen (tabell 1, rad I a-b). På grund av den låga förekomsten av ädellövskog i regionen uteslöts denna naturtyp ur analysen. För de flesta fågelområden överlappade effektzonen dock endast en mindre del av området; andelen av den totala arean av respektive naturtyp som föll inom effektzonen var för fågelsjöar 1,6 %, för myrar 0,1 %, och för gräsmarksområden 2,0 % (tabell 1, rad I c-d).

Den effektiva arealförlusten i regionen till följd av trafikbuller motsvarade ett bortfall av 0,65 km² fågelsjöbiotop (=0,4 % av regionens totalt 154 km² fågelsjöbiotop; tabell 1, rad I e). För myrbiotop orsakade trafikbullret ett bortfall av 2,22 km² (=0,02 % av regionens totalt 11 680 km² myrmarker), och för gräsmarksområden 3,63 km² (=0,6 % av totalt 635 km²). Översiktskartor för de olika naturtyperna redovisas i appendix 1-3.

För fågelsjöar stod fyra områden (Sässmanområdet, Limsjön, Ändsjön och Sonnboviken) för hela 75 % av den samlade naturvärdesförlusten (se tabell 2,

kolumn 11). Mönstret var detsamma för myrar och gräsmarksområden; cirka en tiondel av områdena stod för sammanlagt mer än hälften av naturvärdesförlusten.

Västra Götaland

I Västra Götaland utgjorde de aktuella vägarna 2 624 kilometer, och bredden på effektzonerna varierade från 95 till 1 410 meter på vardera sidan. Effektzonerna täckte tillsammans 1 133 km², eller 3,3 % av regionens totala landyta. Effektzonen berörde 15,8 % av fågelsjöarna, 8,7 % av myrarna, 15,0 % av gräsmarksområdena, och 17,4 % av regionens ädellövskogsområden (tabell 1, rad II a-b). Andelen av den totala ytan av respektive naturtyp som föll inom effektzon var för fågelsjöar 1,7 %, myrar 1,3 %, gräsmarksområden 3,9 % och ädellövskogsområden 6,6 % (tabell 1, rad II c-d).

I denna region beräknades trafikbullret orsaka en effektiv arealsförlust motsvarande ett bortfall av 0,84 km² fågelsjöbiotop (= 0,4 % av regionens totalt 199 km² fågelsjöbiotop; tabell 1, rad II e). För övriga naturtyper var den effektiva arealförlusten: 2,78 km² myrbiotop (= 0,3 % av totalt 971 km²), 26,85 km² gräsmarksområden (= 1,1 % av totalt 2 355 km²) och 7,27 km² ädellövskogsområden (= 1,7 % av totalt 420 km²). Översiktsskator för de olika naturtyperna redovisas i appendix 1-4.

På samma sätt som i Region Mitt var naturvärdesförlusterna ojämnt fördelade mellan områden, så att ett mindre antal av områdena inom respektive naturtyp stod för en stor del av den samlade naturvärdesförlusten.

Tabell 1. Antal fågelområden totalt och inom effektzonerna (alla tre zonerna tillsammans) samt yta och arealförlust inom de utvalda naturtyperna fågelsjöar, myrar, gräsmarksområden och ädellövskogsområden i pilotstudiernas två regioner.

I) Region Mitt	Fågel-sjö	Myr	Gräs-mark	Ädellöv-skog
a Totalt antal områden	154	5 600	726	-
b Antal områden inom effektzonerna	15	85	50	-
c Områdenas sammanlagda yta (km ²)	154	11 680	635	-
d Varav yta inom effektzonerna (km ²)	2,5	10,5	12,9	-
e Arealsförlust (km ²)	0,65	2,22	3,63	-
II) Västra Götaland	Fågel-sjö	Myr	Gräs-mark	Ädellöv-skog
a Totalt antal områden	120	998	1 736	476
b Antal områden inom effektzonerna	19	87	261	83
c Områdenas sammanlagda yta (km ²)	199	971	2 355	420
d Varav yta inom effektzonerna (km ²)	3,4	13	91	28
e Arealsförlust (km ²)	0,84	2,78	26,85	7,27

Tabell 2. Fågelsjöar i Region Mitt, som exempel på beräkningar av förlust av effektiv areal och naturvärde till följd av vägtrafikbuller samt naturvårdsnyttan av åtgärder. Sjöarna är sorterade efter naturvärde (kolumn 2). Övriga kolumner: 3) områdets areal, 4-6) areal som faller inom de tre effektzoner som beskrivs på sidan 18, 7-9) arealförlust inom respektive zon, 10-11) totala förlusterna av effektiv areal resp. naturvärde som trafikbuller orsakar i området, se förklaring sidan 21, 12) vägsträcka som står för bullerpåverkan, 13) naturvärdesförlust per vägsträcka = areal bullerskyddad fågelmiljö per åtgärdad vägsträcka och 14) kostnad för bullerskärm per år och ha bullerskyddad fågelmiljö (x1000 SEK).

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Fågelsjöar Region Mitt	Natur- värde (NV)	Areal (ha)	Inre zon (ha)	Mell. zon (ha)	Yttre zon (ha)	Förl. inre zon (ha·0,7)	Förl. mell. zon (ha·0,3)	Förl. yttre zon (ha·0,1)	Eff. areal- förl. (ha)	NV- förl. (ha)	Väg- sträck- ka (km)	Åt- gärds- nyttan (ha/km)	Kostn.- skärm (tkr/ha· (år)
Hävrån, Hedemora	1	1132	0,00	0,12	10,40	0,00	0,04	1,04	1,08	1,08	1,04	1,04	154
Sämsmanområdet, Edsbyn	0,84	473	6,17	6,67	31,79	4,32	2,00	3,18	9,50	8,00	4,48	1,64	98
Limsjön, Leksand	0,84	133	3,83	4,21	11,38	2,68	1,26	1,14	5,08	4,28	1,65	2,60	62
Lindånget, Orsasjön	0,79	136	0,03	1,33	11,74	0,02	0,40	1,17	1,59	1,26	1,49	0,84	190
Ändsjön, Frösön	0,63	347	6,08	4,82	10,59	4,26	1,45	1,06	6,76	4,27	1,51	2,83	57
Sonnboviken, Avesta	0,58	439	4,71	5,75	21,02	3,29	1,73	2,10	7,12	4,12	1,06	0,69	232
Idbyfjärden, Örnsköldsvik	0,42	607	0,00	0,00	5,65	0,00	0,00	0,57	0,57	0,24	0,14	1,65	97
Tunsjön, Hudiksvall	0,32	55	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-
Mårdängsjön, Gävle	0,26	237	2,74	5,24	16,87	1,92	1,57	1,69	5,18	1,36	1,35	0,37	432
Selångersfjärden, Sundsvall	0,21	145	2,69	7,25	20,82	1,88	2,17	2,08	6,14	1,29	2,86	0,45	354
Hillesjön, Gävle	0,16	236	1,58	3,08	9,53	1,11	0,92	0,95	2,99	0,47	1,48	0,17	919
Karlslundstjärn, Falun	0,11	32	0,46	1,76	6,44	0,32	0,53	0,64	1,50	0,16	0,95	0,17	960
Västerfjärden vid Bångs, Sandviken	0,05	28	14,5 2	12,61	31,62	10,16	3,78	3,16	17,11	0,90	6,86	0,13	1 220
Lillsjön, Östersund	0,05	26	0,00	0,00	0,16	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	-
Lakvattendamm vid Hudiksvalls soptipp	0,05	5	0,10	1,18	3,68	0,07	0,35	0,37	0,79	0,04	0,69	0,06	2 637
TOTALT:		15436							65,41	27,47			

Diskussion av resultaten

Pilotstudierna pekar på att effektzonerna (såsom de beräknas med den här beskrivna metoden) endast omfattar några få procent av landet som helhet. Det handlar dock ändå om sammantaget ganska stora ytor: på nationell nivå uppskattningsvis 8 000-9 000 km², en yta som motsvarar exempelvis hela Örebro län. En stor andel av de värdefulla fågelområdena berörs i någon mån av dessa effektzoner – i Västra Götaland 15-17 % av såväl fågelsjöar, gräsmarksområden och ädellövskogsområden. I de allra flesta fall berörs dock bara en mindre del av området ifråga.

Även om man endast beaktar de arealer som verkligen faller inom effektzonerna framstår vissa värdefulla fågelmiljöer som något mer drabbade av trafikbuller än landskapet i genomsnitt. Särskilt för fågelsjöar och gräsmarksområden i Region Mitt hamnar en oproportionerligt stor andel av ytan inom effektzon. Orsaken till detta kan stå att finna i landskapsstrukturen, där både vägar och vissa naturtyper finns koncentrerade i älvdalar eller jordbruksområden (se exempel i figur 13).



Figur 13. Fågelsjöar (mörkblå) och gräsmarksområden (gula) i Voxnans-Ljusnans nedre lopp. © Lantmäteriet.

Räknat som effektiv arealförlust (areal inom effektzon multiplicerat med beräknad kvalitetsförsämring) kan trafikbullret sägas representera en förlust av 0,02-1,7 % av de utvalda naturtyperna.

Förutom att visa på bullerproblematikens omfattning på regional nivå pekar metoden även ut de största konfliktpunkterna, det vill säga de fågelområden inom respektive naturtyp och region där trafikbuller kan antas leda till störst naturvärdesförluster. Dessa uppstår inte nödvändigtvis i de områden som har de högsta naturvärdena, utan kan även uppkomma genom att en stor yta faller inom effektzon. Detta illustreras till exempel av tabell 2, där området Håvran

erhållit det högsta naturvärdet, medan den största naturvärdesförlusten finns i Sässmanområdet, och även flera andra fågelsjöar har högre naturvärdesförluster än Håvran.

Det generella mönstret att ett fåtal områden står för en stor del av den samlade naturvärdesförlusten pekar på goda förutsättningar för att prioritera eventuella effektminskande åtgärder. Var gränsen går för vilka områden som skulle kunna kräva åtgärder, och vilka som kan lämnas utan åtgärd, är dock ingenting som metoden i sig kan peka ut utan beror på uppsatta mål och ekonomiska förutsättningar.

När det gäller utpekandet av konfliktpunkter ska det dock igen understrykas att det som beskrivs här är en skrivbordsmetod, som förutom att illustrera bullerproblematikens omfattning på en större geografisk skala är avsedd att göra en första ”grovsällning” av fågelområden där bullerbegränsande åtgärder kan behöva vidtas. Metoden innehåller också flera beräkningssteg där vart och ett av stegen bygger på vissa antaganden, vilket öppnar för vissa fel i slutresultaten (oavsett om dessa anges som effektiva arealförluster eller naturvärdesförluster). För att eventuella bullerminskande åtgärder ska få bästa effekt bör planeringen baseras på platsspecifika bedömningar av områdenas utbredning och på noggrannare beräkning av bullernivåer.

Ytterligare utveckling av metoden

Naturvårdsnytta per åtgärdad vägsträcka

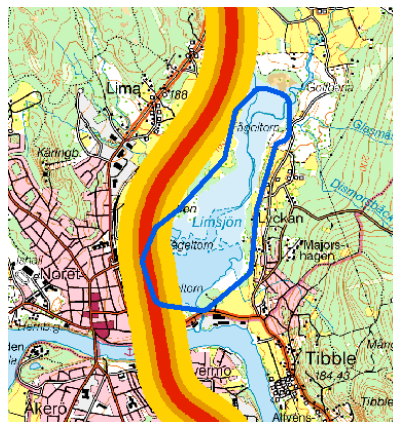
Ur perspektivet att prioritera områden för effektminskande åtgärder är det också av intresse hur lång vägsträcka som står för bullerpåverkan. För åtgärder längs vägen, såsom bullerskärm, vall eller lågbullrande beläggning, beräknas kostnaden per vägsträcka, så ju större naturvärdesförlust man kan eliminera per åtgärdad vägsträcka desto kostnadseffektivare åtgärd. Om man väljer att inte enbart ha de största naturvärdesförlusterna för ögonen utan även naturvårdsnyttan per insatt åtgärds-krona kan prioriteringen av insatser inom en region bli annorlunda.

En första test av detta steg gjordes inom pilotstudien i Region Mitt. Åtgärdsnyttan beräknades som naturvärdesförlust per påverkande vägsträcka, men kan samtidigt läsas som yta bullerskyddad fågelmiljö (standardiserat till högsta värde) per åtgärdad vägsträcka.

Generellt pekade resultaten från denna beräkning på vissa omflyttningar i toppen av prioritetsslistan, och på att om man eftersträvar maximal effekt av insatserna ska de inte nödvändigtvis riktas till de områden som har de högsta naturvärdesförlusterna. Exempelvis för fågelsjöar kan den största kostnadseffektiviteten av åtgärder förväntas vid Limsjön och Ändsjön, även om den största naturvärdesförlusten finns vid Sässmanområdet, och en åtgärd vid Sonnboviken framstår som mindre effektiv (tabell 2, kolumn 13). Även för

myrar och gräsmarksområden visade resultaten att en beräkning av åtgärdsnytta kan leda till vissa omprioriteringar.

Dessa resultat är dock preliminära, och här har inte tagits hänsyn till åtgärdernas effektivitet – beräkningen antar att en åtgärd ger 100 % effektminskning, vilket sannolikt inte är realistiskt, eftersom de flesta bullerminskande åtgärder endast sänker bullernivån några få dB. Metoden för beräkning av påverkande vägsträcka behöver också vidareutvecklas. Beräkningarna redovisas här bara för att visa på möjligheterna att planera effektiva åtgärder på grundval av en kombination av kostnad och nytta.



Figur 14. Limsjön vid Leksand.
© Lantmäteriet.

Åtgärdskostnad per hektar

En ytterligare förlängning av metoden är att beräkna åtgärdskostnaden per hektar bullerskyddad fågelmiljö. Återigen redovisas här preliminära beräkningar, syftande till att visa på möjligheter, och vid en eventuell faktisk åtgärdsplanering krävs noggrannare analys.

I detta räkneexempel har jag utgått från den billigaste formen av bullerminskande åtgärd, en enkelsidig bullerskärm, med en anläggningskostnad på 4 000 SEK/sträckmeter, försumbara skötselkostnader och en livslängd på 25 år. Detta ger en årlig kostnad för åtgärden på 160 000 SEK/vägilometer.

För de fågelsjöar i Region Mitt som har den största kostnadseffektiviteten – Limsjön och Ändsjön, där 2,6 respektive 2,8 ha fågelsjöbiotop bullerskyddas per åtgärdad vägilometer – blir åtgärdskostnaden 62 000 respektive 57 000 SEK/ha och år. För regionens övriga fågelsjöar blir kostnaderna högre (se tabell 2, kolumn 14). Motsvarande lägsta-värde för regionens myrar är för Ålsjön vid Söderhamn, med 3,4 ha/åtgärdad vägilometer och 47 000 SEK/ha och år, och för gräsmarksområdena för markerna vid Ålsjön, med 8,4 ha/åtgärdad vägilometer och 19 000 SEK/ha och år.

Detta framstår som tämligen höga kostnader, även om man betänker att det är standardiserat till biotop av högsta naturvärde. Som en grov jämförelse med dessa hektarkostnader kan ställas vad naturvården lägger på skötsel respektive skydd av dessa naturtyper i andra sammanhang:

1. För fågelsjöar har jag utgått ifrån restaurerings- respektive skötselkostnader för den 3 000 ha stora Hornborgasjön (källa Anders Bergström, Lst V. Götaland, muntl.). Naturvårdsrestaureringen av sjön, som skedde under främst 80- och 90-talet, kostade 143 miljoner SEK (omräknat till 2010 års penningvärde), eller cirka 48 000 SEK/ha. Om man godtyckligt slår ut denna

insats på en 25-årsperiod (på samma sätt som för bullerskärmen) blir det cirka 1 900 SEK/ha och år. Därutöver läggs på den årliga skötseln 5,7 miljoner SEK/år, eller ytterligare 1 900 SEK/ha och år. I en jämförelse blir dock denna senare siffra en överskattning, eftersom delar av skötselkostnaderna läggs på fastmarkerna kring sjön, som inte ingår i beräkningen här. → *Samhällets insatser för restaurering och skötsel av fågelsjöar med höga naturvärden: max 3 800 SEK/ha och år.*

2. För myrar har jag utgått ifrån det genomsnittliga nettovärdet av torvbrytning (källa Stefan Östlund, Neova, muntl.). Nettovärdet är det återstående värdet efter att alla produktionskostnader är frändragna. Torvbrytning torde vara det främsta alternativet till att skydda myrmark. Värdet av brytningen blir alltså den inkomst som samhället avstår genom att skydda torvmyrar med höga naturvärden från exploatering. Nettovärdet på torv beräknas till cirka 10 SEK/m³, och man kan på en genomsnittlig mosse bryta cirka 8 500 m³ torv/ha. Värdet på torvbrytningen skulle alltså motsvara cirka 85 000 SEK/ha. För att underlätta jämförelser slås även detta värde ut på en 25-årsperiod (vilket förstås kan ifrågasättas, bland annat eftersom torvbrytningen är tidsbegränsad och värdet på den efterföljande markanvändningen inte är känd). → *Samhällets insatser för skydd av myrmark med höga naturvärden: 3 400 SEK/ha och år.*

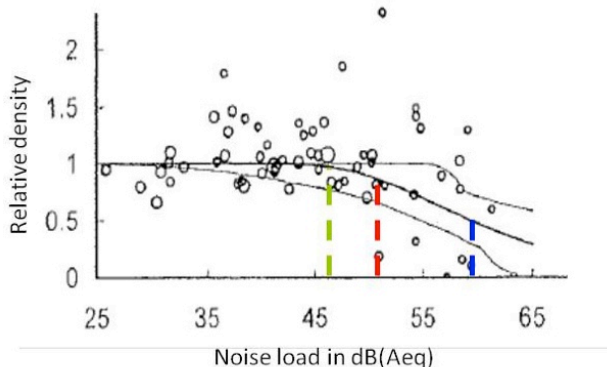
3. För gräsmarker har jag utgått ifrån stödnivåer för gräsmarker i Landsbygdsprogrammet. De mer värdefulla gräsmarkerna (med s.k. särskilda värden) ersätts med uppskattningsvis 4 700 SEK/ha och år. I en jämförelse blir dock denna siffra en överskattning, eftersom de gräsmarksområden som identifieras med metoden omfattar även buffertzoner som inte utgör hävdade gräsmarker. → *Summa samhällets insatser för skötsel av gräsmarksområden med höga naturvärden: max 4 700 SEK/ha och år.*

Även de billigaste bullerskyddsåtgärderna tillämpade i de mest kostnadseffektiva lägena framstår därmed som avsevärt dyrare än att skydda, restaurera eller sköta motsvarande marker på annat håll än intill väg. Jämförelsen kan alltså tolkas som att negativa effekter på fågelförekomst av trafikbuller kan åtgärdas till väsentligt lägre kostnader via kompensationsåtgärder än via bullerbegränsande åtgärder. I jämförelsen mellan effektbegränsning och kompensation måste dock läggas in även andra faktorer. Med en målsättning att minska spridningen av buller i landskapet räcker det inte att "flytta naturvärdena" till ännu-icke-bullerstörda områden. Om de störda områdena också hyser andra värden (exempelvis för friluftslivet) finns vinster med bullerbegränsning utöver för fågellivet. Om det å andra sidan är andra faktorer än enbart buller som påverkar fåglarna längs vägarna, till exempel trafikdödlighet eller kanteffekter, så kan kompensationsåtgärder ha en säkrare eller större positiv effekt på arternas bevarandestatus. Frågan behöver alltså utredas vidare.

8. Järnvägsbuller – utan effekt på fågelfaunan?

I de ovanstående avsnitten har endast buller från vägtrafik berörts. Orsaken till detta är att det vetenskapliga stödet för negativa effekter av järnvägsbuller är oklart. På grund av den annorlunda karaktären hos järnvägsbuller jämfört med vägtrafikbuller kan man förvänta sig andra gensvar hos fåglar. Bullernivåerna från enskilda tågset är högre än hos enskilda vägfordon, och kan medföra beteendemässig respons, men mellan de passerande tågen förekommer relativt långa perioder utan störningar från järnvägen. Resultat från studier av fåglar längs vägar kan alltså inte direkt översättas till järnväg.

En opublicerad studie från Nederländerna⁴⁹ pekar på effekter på populations-tätheten hos fåglar liknande de från vägtrafikbuller (figur 15), det vill säga en minskning från cirka 45 dB(A_{eq}). Resultaten från den studien är dock att betrakta som osäkra, främst beroende på att sambandet är svagt och att dataunderlaget är något oklart.



Figur 15. Relativ populationstäthet av fåglar i gräsmarker vid olika nivåer av tågtrafikbuller (angivet i dB(A_{eq})). Värdet 1,0 motsvarar genomsnittstätheten i omgivningen (jfr figur 6). De färgade linjerna (inlagda av författaren) indikerar olika effektnivåer på samma sätt som i figur 6-7. Studier från Nederländerna presenterade av Tulp m.fl. (opubl.).

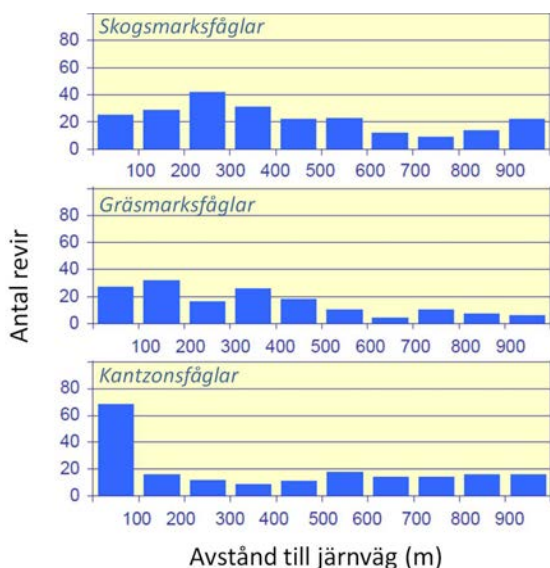
I en tysk studie⁵⁰ noterades undantagsvis störningsbeteenden i samband med att tåg passerade, bland annat att sittande fåglar flög iväg eller sjungande fåglar tystnade. I en revirkartering av fåglar kunde man dock inte finna färre revir nära järnvägar, snarare motsatsen (figur 16). Tyvärr var antalet undersökta

49 Tulp m.fl. (opubl.)

50 Garniel m.fl (2007)

järnvägssträckor inte tillräckligt stort för att man skulle kunna dra några tydliga slutsatser om bullerstörning.

Man menade dock att det är andelen ostörd tid som är den kritiska faktorn för störningskänsliga arter längs järnväg. Baserat på ett allmänt resonemang om sångens eller spelets karaktär samt återhämtningshastighet efter en störningshändelse förde man fram som en arbetshypotes för vidare studier att störning från passerande tåg (>52 dB) inte får överstiga 12 min/h för särskilt störningskänsliga arter som kornknarr, vaktel, småfläckig sumphöna, pärluggla, nattskär, orre, tjäder, skogsduva och trastsångare (dock max 6 min/h för rördrom).

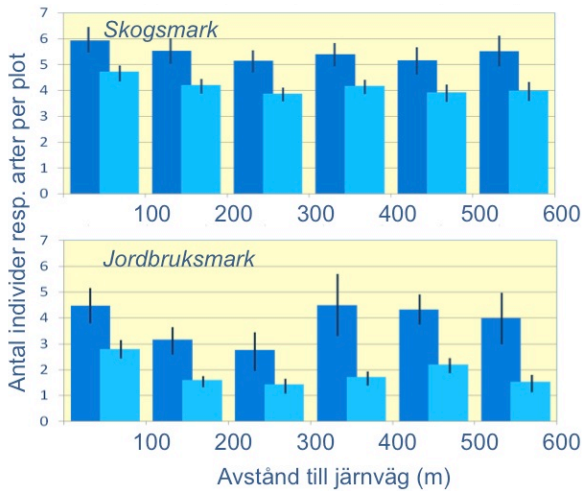


Figur 16. Antal fågelrevir på olika avstånd från järnväg, uppdelat mellan arter som häckar i skog, i gräsmarker och i kantzoner. Studier från Tyskland presenterade av Garniel m.fl. (2007).

Vår egen studie av fåglar längs järnvägar i Mälardalen våren 2011 gav ett liknande resultat som den tyska studien ovan. Varken i skogs- eller jordbruksmark var det någon sammantaget lägre förekomst av fågel nära banan (fig. 17). Arter som törnsångare, buskskvätta, gulspurv och järnspurv uppehöll sig mer intill järnvägen än i det omgivande homogena skogs- eller åkerlandskapet. Detta beror nog knappast på att de njuter av bullret från tågen, utan istället på att banvallen och den intilliggande miljön ofta erbjuder busksnår och gräsmark som annars är ovanliga i landskapet. I skogsterräng saknades svartmes, koltrast, korsnäbb (de två arterna separerades inte) samt nötskrika helt inom 100 meter från järnvägen, men även här var kanske den avgörande faktorn den annorlunda biotopen längs järnvägen, bland annat med en 20 meter bred skogfri zon på bägge sidor av banan.

Preliminärt visar studien att järnvägen innebär biotopförändringar som påverkar vissa arter negativt, andra positivt, och att dessa biotopeffekter

troligen överskuggar eventuella effekter av bullerstörning. Det ska dock understrykas att negativa bullereffekter ändå kan finnas, och i studien ingick ingen bedömning av exempelvis häkningsframgång eller överlevnad. Resultaten från studien kommer att analyseras mer i detalj och redovisas i en kommande rapport.



Figur 17. Fågelförekomst i skogsmark och jordbruksmark på olika avstånd från järnväg, från en inventering gjord längs transekter vinkelrätt mot järnvägens sträckning, på totalt 60 olika platser i Mälardalen. Mörkblå staplar = antal individer per plot, ljusblå staplar = antal arter per plot (+/- standardfelet). Egna resultat; studien presenteras i detalj i en kommande rapport.

9.Referenser

- Barber J.R., Crooks K.R., & Fristrup K.M. 2010. *The costs of chronic noise exposure for terrestrial organisms*. Trends in Ecology & Evolution 25:180–189.
- Bee M.A. & Swanson E.M. 2007. *Auditory masking of anuran advertisement calls by road traffic noise*. Animal Behaviour 74:1765-1776.
- Benítez-López A., Alkemade R. & Verweij P.A. 2010. *The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis*. Biological Conservation 143:1307–1316.
- Boverket 2007. *Landskapets upplevelsevärden: Vilka är de och var finns de?* Boverket, Karlskrona.
- Brumm H. 2004. *The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial bird*. Journal of Animal Ecology 73:434–440.
- Brumm H. & Slabbekoorn H. 2005. *Acoustic communication in noise*. Advances in the Study of Behavior 35:151-209.
- Collinder P., Helldin J.O., Bengtsson D., Karlberg Å., Jangius A. & Askling J. 2011. *Trafikbuller i värdefulla naturmiljöer – en metod för att identifiera konfliktpunkter*. CBM:s skriftserie nr 62, Centrum för biologisk mångfald, SLU. <http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/centrum-for-biologisk-mangfald/Dokument/publikationer-cbm/cbm-skriftserie/skrift62.pdf>
- Díaz M., Parra A. & Gallardo C. 2011. *Serins respond to anthropogenic noise by increasing vocal activity*. Behavioral Ecology 22:332-336.
- Ekologigruppen 2010. *Konfliktpunkter mellan fågelområden och buller från Botniabanan*. Rapport från Ekologigruppen, Stockholm.
- European Parliament and Council 2002. *Directive 2002/49/EC of the European Parliament and of the Council of 25 June 2002 relating to the assessment and management of environmental noise*. Official Journal of the European Communities 198:12-25.
- Fletcher J.L. & Busnel R.G. 1978. *Effects of noise on wildlife*. Academic Press, New York, USA.
- Foppen R., van Kleunen A., Loos W.B., Nienhuis J. & Sierdsema H. 2002. *Broedvogels en de invloed van hoofdwegen, een nationaal perspectief*. Onderzoeksrapport nr 2002/08 SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Forman R.T.T. & Alexander L.E. 1998. *Roads and their major ecological effects*. Annual Review of Ecology and Systematics 29:207-231.
- Forman R.T.T. & Deblinger R.D. 2000. *The ecological road-effect zone of a Massachusetts (U.S.A.) suburban highway*. Conservation Biology 14:36-46.
- Francis C.S., Ortega C.P. & Cruz A. 2010. *Vocal frequency change reflects different responses to anthropogenic noise in two suboscine tyrant flycatchers*. Proceedings of the Royal Society, Series B, 278:2025–2031.
- Fuller R.A., Warren P.H. & Gaston K.J. 2007. *Daytime noise predicts nocturnal singing in urban robins*. Biology Letters 3:368-370.

- Garniel A., Daunicht W.D., Mierwald U. & Ojowski U. 2007. *Vögel und Verkehrslärm. Schlussbericht, langfassung*. FuE Vorhaben 02.237/2003/LR des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung, Bonn/Kiel.
- Grahn P. & Stigsdotter U. 2003. *Landscape planning and stress*. Urban Forestry & Urban Greening 2. Urban & Fischer Verlag, München.
- Hage S.R., Jianga T., Berquist S.W., Feng J., & Metzner W. 2013. *Ambient noise induces independent shifts in call frequency and amplitude within the Lombard effect in echolocating bats*. PNAS 18 februari 2013. DOI: 10.1073/pnas.1211533110
- Halfwerk W., Holleman L.J.M., Lessells C.M. & Slabbekoorn H. 2011. *Negative impact of traffic noise on avian reproductive success*. Journal of Applied Ecology 48:210–219.
- Health Council of the Netherlands. 2006. *Quiet areas and health*. Publication 2006:12, Health Council of the Netherlands, Haag.
- Helldin J.O. & Seiler A. 2003. *Effects of roads on the abundance of birds in Swedish forest and farmland*. Habitat transformation due to transportation infrastructure: Proceeding IENE Conference, Bryssel.
- Kociolek A.V., Clevenger A.P., St. Clair C.C. & Proppe D.S. 2011. *Effects of road networks on bird populations*. Conservation Biology 25:241–249.
- Katti M. & Warren P.S. 2004. *Tits, noise and urban bioacoustics*. Trends in Ecology and Evolution 19(3):109-110.
- Marler P. & Slabbekoorn H. 2004. *Nature's music. The Science of Birdsong*. Academic Press/Elsevier, San Diego.
- Lengagne T. 2008. *Traffic noise affects communication behaviour in a breeding anuran, Hyla arborea*. Biological Conservation 141:2023-2031.
- Länsstyrelsen Jönköping 2011. *Tysta områden i Jönköpings län*. Meddelande nr 2011:04.
- Länsstyrelsen Västra Götaland 2001. *Tysta områden i Västra Götalands län*. Länsstyrelsen Västra Götaland 2001:18.
- Naturvårdsverket 1996. *Vägtrafikbuller. Nordisk beräkningsmodell reviderad 1996*. Naturvårdsverket rapport 4653.
- Naturvårdsverket 2005. *Ljudkvalitet i natur- och kulturmiljöer. Utvärdering och utveckling av mått, mätetal och inventeringsmetod. Slutrapport i ett samarbetsprojekt*. Naturvårdsverket rapport 5440.
- Naturvårdsverket 2009. *Handbok för artskyddsförordningen, Del 1 – fridlysning och dispenser*. Naturvårdsverket Handbok 2009:2.
- Nilsson M.E. 2007. *Soundscape quality in urban open spaces*. Paper no. 115 in Proceedings of the 36th International Congress and Exhibition of Noise Control Engineering (Inter-Noise 2007), 28-31 August 2007, Istanbul, Turkey. Institute of Noise Control Engineering, Poughkeepsie, New York.
- Nilsson M.E. & Berglund B. 2006. *Soundscape quality in suburban green areas and city parks*. Acta Acustica united with Acustica 92:903-911.

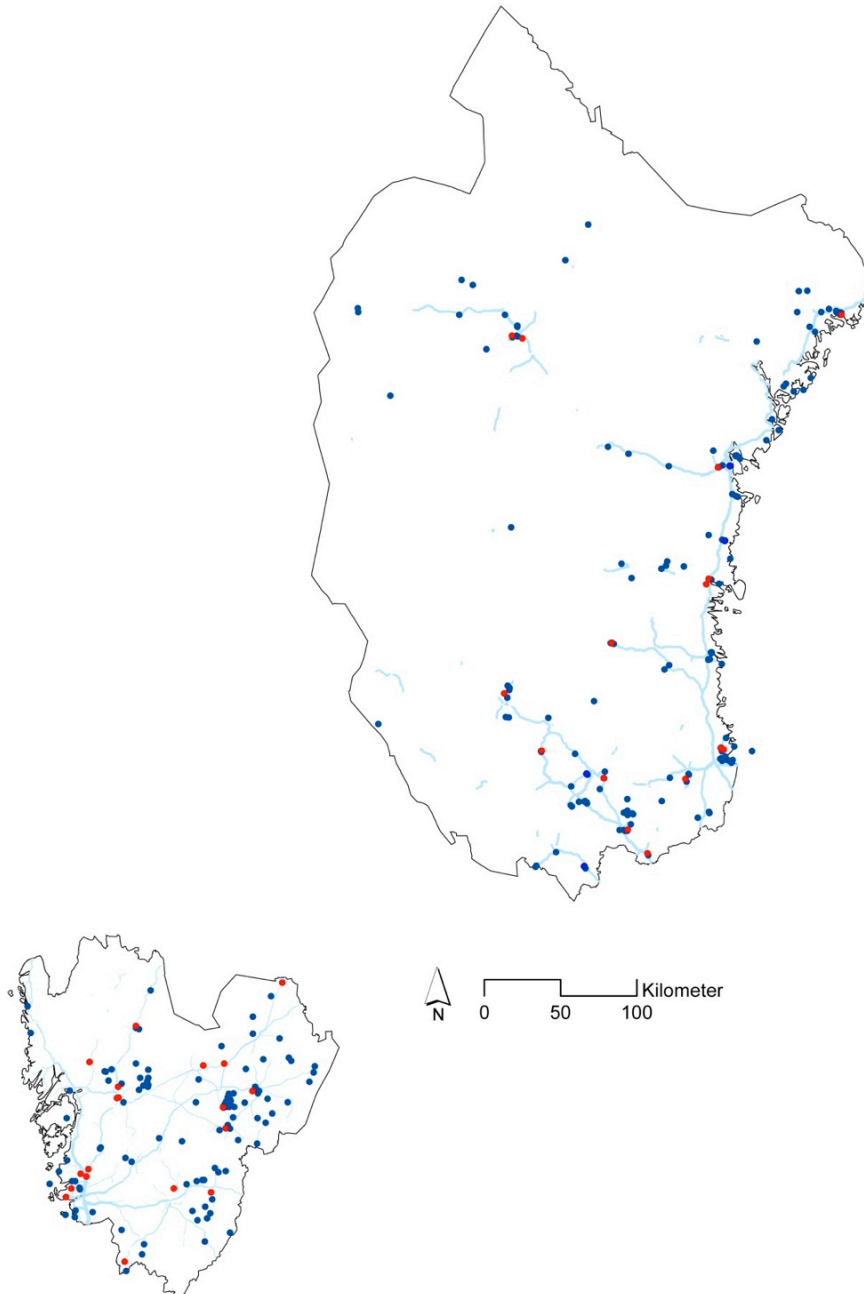
- Ottosson J. 2007. *The importance of nature in coping: Creating increased understanding of the importance of pure experiences of nature to human health*. Doktorsavhandling, SLU Alnarp.
- Parris K.M. & Schneider A. 2009. *Impacts of traffic noise and traffic volume on birds of roadside habitats*. Ecology and Society 14(1):29.
- Parris K.M., Velik-Lord M. & North J.M.A. 2009. *Frogs call at a higher pitch in traffic noise*. Ecology and Society 14(1):25.
- Patricelli G.L. & Blickley J.L. 2006. *Avian communication in urban noise: causes and consequences of vocal adjustment*. The Auk 123:639-649.
- Rabin L.A., McCowan B., Hopper S.L. & Owings D.H.. 2003. *Anthropogenic noise and its effect on animal communication: an interface between comparative psychology and conservation biology*. International Journal of Comparative Psychology 16:172-192.
- Regeringen 2004. *Förordning (2004:675) om omgivningsbuller*. Regeringskansliet, Stockholm.
- Reijnen R. & Foppen R. 1994. *The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. I. Evidence of reduced habitat quality for willow warblers (Phylloscopus trochilus) breeding close to a highway*. Journal of Applied Ecology 31:85-94.
- Reijnen R. & Foppen R. 1995. *The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. IV. Influence of population size on the reduction of density close to a highway*. Journal of Applied Ecology 32:481-491.
- Reijnen R. & Foppen R. 2006. *Impact of road traffic on breeding bird populations*. Sid. 255-274 i Davenport J. & Davenport J.L. (red). The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment. Springer, Dordrecht.
- Reijnen R., Foppen R., ter Braak C. & Thissen J. 1995. *The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads*. Journal of Applied Ecology 32:187-202.
- Reijnen R., Foppen R. & Meeuwsen H. 1996. *The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands*. Biological Conservation 75:255-260.
- Schaub A., Ostwald J. & Siemers B.M. 2008. *Foraging bats avoid noise*. Journal of Experimental Biology 211:3174-3180.
- Shaw E.G. 1996. *Noise environments outdoors and the effects of community noise exposure*. Noise Control Engineering Journal 44:109-119.
- Siemers B.M. & Schaub A. 2011. *Hunting at the highway: traffic noise reduces foraging efficiency in acoustic predators*. Proceedings of The Royal Society B 278:1646-1652.
- Slabbekoorn H. & Peet M. 2003. *Birds sing at a higher pitch in urban noise*. Nature 424:267.
- Slabbekoorn H. & den Boer-Visser A. 2006. *Cities change the songs of birds*. Current Biology 16:2326-2331.
- SOU 1993:51. *Naturupplevelser utan buller – en kvalitet att värna*. Statens Offentliga Utredningar 1993:51

- Summers P.D., Cunningham G.M. & Fahrig L. 2011. *Are the negative effects of roads on breeding birds caused by traffic noise?* Journal of Applied Ecology 48:1527–1534.
- Sun J.W.C. & Narins P.M. 2005. *Anthropogenic sounds differentially affect amphibian call rate.* Biological Conservation 121:419-427.
- Tulp I., Reijnen R., Krijveld K.L., ter Braak C. & Waterman E. Opubl. manus. *Breeding densities of grassland birds in relation to noise levels produced by railroad traffic.*
- Vägverket 2001. *Bullerskyddsåtgärder – Allmänna råd för Vägverket.* Vägverkets publ. 2001:88.
- Vägverket & Länsstyrelsen Skåne 2004. *Bullerfria områden i Skåne Del 2: Redovisning av pilotprojekt i Helsingborgs stad och Hässleholms kommun.* Vägverket publikation 2004:186.
- Warren P.S., Katti M., Ermann M. & Brazel A. 2006. *Urban bioacoustics: it's not just noise.* Animal Behaviour 71:491-502.
- Wood W.E. & Yezerinac S.M. 2006. *Song sparrow (Melospiza melodia) song varies with urban noise.* The Auk 123:650-659.

10. Appendix

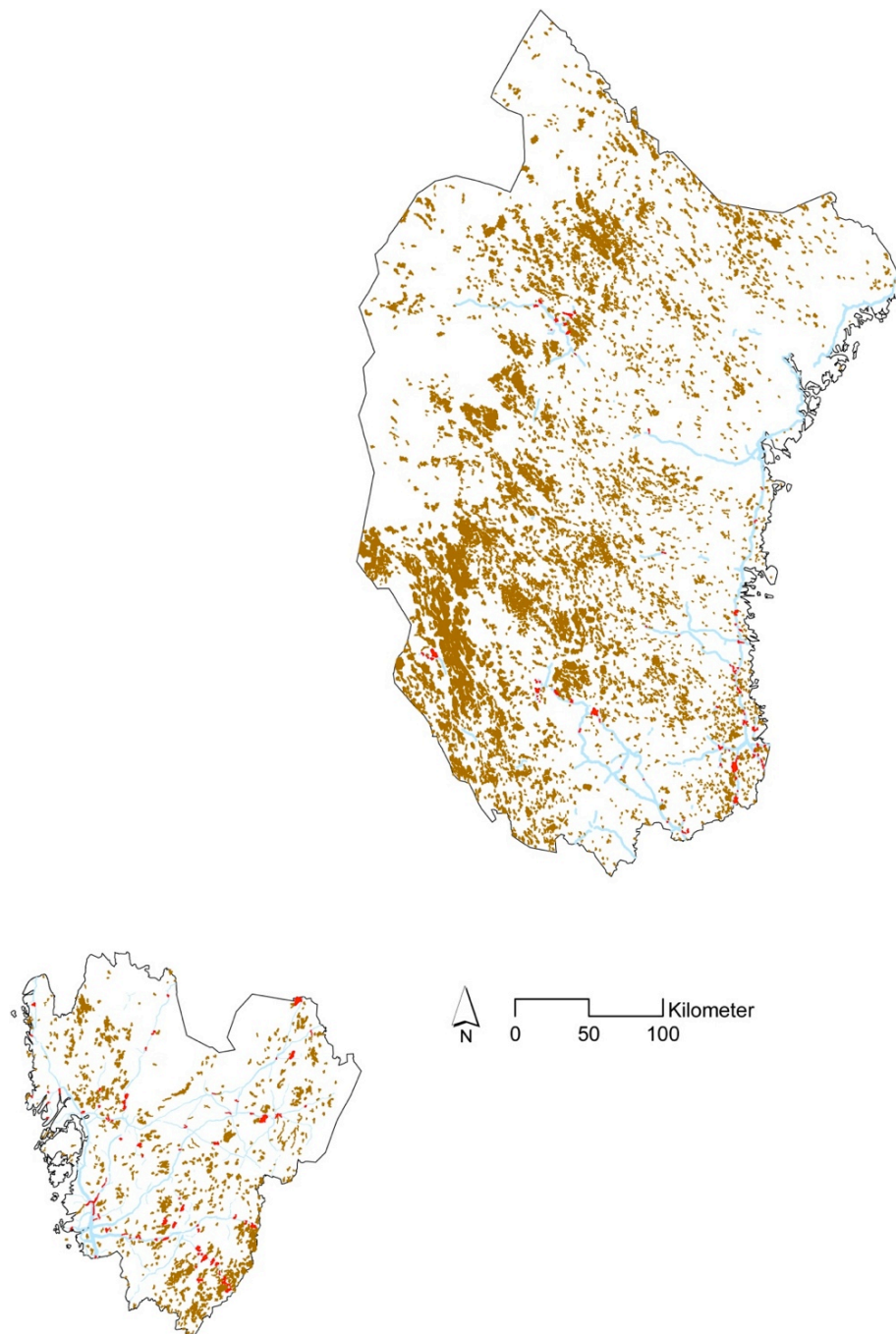
Appendix 1

Fågelsjöar som berörs av effektzon (röda punkter) och utanför effektzon (mörkblå punkter) i Region Mitt och Västra Götaland. Effektzonerna anges här i ljusblått.



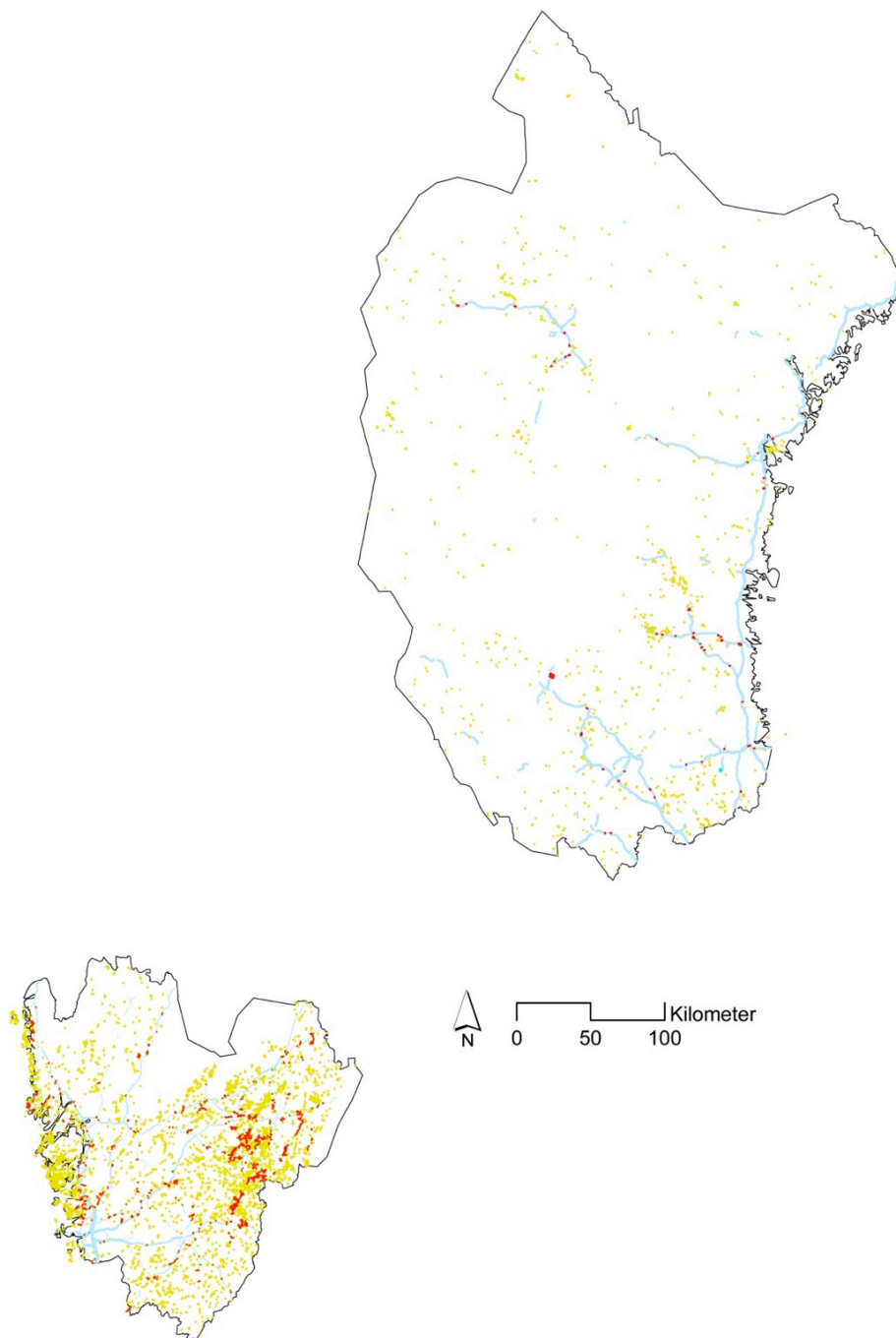
Appendix 2

Myrar som berörs av effektzon (röda områden) och utanför effektzon (bruna områden) i Region Mitt och Västra Götaland. Effektzonerna anges i ljusblått.



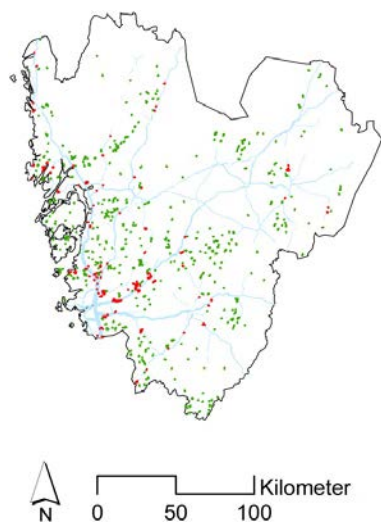
Appendix 3

Gräsmarksområden som berörs av effektzon (röda områden) och utanför effektzon (gula områden) i Region Mitt och Västra Götaland. Effektzonerna anges i ljusblått.



Appendix 4

Ädellövskogsområden som berörs av effektzon (röda områden) och utanför effektzon (gröna områden) i Västra Götaland. Effektzonerna anges i ljusblått.



Trafikbuller från både vägar och järnvägar kan påverka både människor och vilda djur negativt. Buller upplevs störande, och leder till stress och ohälsa. Hittills har problemet i första hand hanterats i bebyggd miljö, men även i naturmiljöer är tekniskt buller en allvarlig störningsfaktor. För människor leder till det till minskade upplevelsevärden och försämrade rekreation och för många djur kan det ha drastiska effekter såsom ökad dödlighet och försämrade reproduktion.

Den här rapporten samlar resultaten från tidigare studier av buller i naturmiljöer inom forskningsprogrammet TRIEKOL och diskuterar resultaten. Rapporten redovisar en föreslagen metodik för att identifiera konfliktpunkter mellan trafikbuller och värdefulla naturområden samt två pilotstudier utifrån metoden. Den innehåller även en generell kunskapsbakgrund samt en genomgång och tolkning av gällande lagstiftning.

Rapporten är skriven inom forskningsprogrammet TRIEKOL, finansierat av Trafikverket.